

Propuesta de un índice de macrófitos (IM) para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Segura

M^a Luisa Suárez^{1,2}, Andrés Mellado¹, M^a Mar Sánchez-Montoya¹,
M^a Rosario Vidal-Abarca¹

¹Departamento de Ecología e Hidrología. Universidad de Murcia. Campus de Espinardo. 30100 Murcia.

²e-mail: mlsuarez@um.es

RESUMEN

A partir de los muestreos de vegetación acuática llevados a cabo en 59 estaciones localizadas en la Cuenca del Segura durante el periodo 1998-2004, y teniendo en cuenta la tolerancia a la contaminación orgánica y por tanto el valor indicador de los táxones recolectados, se ha elaborado un índice (IM) para su utilización como índice de calidad que no requiere una especialización taxonómica importante y es de fácil aplicación, aunque su uso en otras regiones o cuencas hidrográficas podría requerir importantes ajustes.

Palabras clave: macrófitos; ríos; índice biótico; índice de macrófitos (IM); Cuenca del Segura; calidad ecológica del agua

ABSTRACT

Samples of aquatic vegetation (macrophytes) were collected in 59 sampling sites located in the Segura River Basin (SE Spain) between 1998 and 2004. Keeping in mind the tolerance to organic pollution of each taxon and hence, their indicative value, an index of macrophytes (IM) has been elaborated. The index was designed to evaluate water quality in streams and rivers, can be easily calculated and little taxonomic expertise is required. However, its use in other regions may require major adjustments.

Keywords: macrophytes; rivers; biotic index; index of macrophytes (IM); Segura Basin, water ecological quality

INTRODUCCIÓN

Todas las comunidades biológicas que habitan un ecosistema son susceptibles de informar sobre la calidad ambiental del mismo y sobre su estado de conservación. Sin embargo, habitualmente se ha prestado más atención a unas comunidades que a otras en base a su facilidad de identificación, o por albergar muchas especies con alto valor indicador.

En los ecosistemas acuáticos, prácticamente la totalidad de comunidades o grupos biológicos han sido utilizados para evaluar la calidad del agua (p.e. Rosenberg & Resh, 1993; Holmes *et al.*, 1998; Kelly *et al.*, 1998) aunque con diferente éxito. Los macroinvertebrados (p.e. Armitage *et al.*, 1983; Metcalfe, 1989;

Wright *et al.*, 1998) y las algas diatomeas (p.e. Kutka & Richards, 1996; Pan *et al.*, 1996; Wu, 1999) han sido los grupos mayoritariamente utilizados debido a su mejor conocimiento y/o facilidad de identificación, su ubicuidad, por ser sedentarios y por tanto altamente sensibles a contaminaciones eventuales o esporádicas, a la diversidad de amplitud de sus ciclos de vida, y por mostrar diferentes grados de tolerancia a la contaminación orgánica y otros tipos de alteraciones del medio.

Los macrófitos, en el sentido funcional de Margalef (1983), constituyen un grupo de organismos que se organizan en los ecosistemas acuáticos en formaciones más o menos complejas pero fácilmente identificables. Margalef (1983) identifica diferentes formas

biológicas y tipos de comunidades vegetales ligadas al agua (micrófitos y macrófitos), utilizando tanto su posición en el medio acuático (neuston, pecton, plocon, pleuston, etc) como aspectos funcionales relacionados con su capacidad para usar distintas fuentes de carbono (rizófitos, limnófitos, anfífitos, etc).

Las comunidades de macrófitos se han utilizado pocas veces como indicadores de calidad, y la mayoría de ellas en otros ecosistemas acuáticos diferentes a los ríos. Así, Linton & Goulder (2000) y Goulder (2000), utilizaron a los macrófitos acuáticos (incluyendo las formas helófitas) para elaborar un índice de conservación botánico (Botanical Conservation Index) en pozas y charcas ganaderas de Inglaterra, a la par que Amorós *et al.* (2000) lo hicieron para humedales ribereños. En lagos, Nichols *et al.* (2000) han propuesto el "Aquatic Macrophyte Community Index" (AMCI) utilizando parámetros como profundidad de crecimiento del macrófito, diversidad, cobertura etc. En ríos y arroyos, hasta nuestro conocimiento, Haury *et al.* (1996) propusieron un índice de macrófitos para estimar la calidad del agua de los ríos de Francia que actualmente está siendo estandarizado (Lafont, 2001). Asimismo, Holmes (1996) y Holmes *et al.* (1999) han propuesto el MTR (Mean Trophic Rank) calculando el valor indicador de las especies de macrófitos en ríos de Inglaterra. Jarvie *et al.* (2002) aplicaron este índice en la cuenca alta del Río Támesis con buenos resultados en la discriminación de tramos contaminados por plantas de tratamiento de residuos. Más recientemente Schneider & Melzer (2003) han propuesto un nuevo índice trófico de macrófitos (TIM) para evaluar el estado trófico de los ríos. En todos los casos, estos índices demandan un conocimiento taxonómico importante puesto que requieren la identificación de táxones a nivel de especie y/o género.

En este trabajo se describe el desarrollo de un índice de calidad utilizando a los macrófitos acuáticos, que puede ser calculado fácilmente en el campo y que no requiera una alta especialización taxonómica. El índice se deno-

mina abreviadamente IM. Se aplica a la Cuenca del Segura y se comentan algunas de sus características y limitaciones.

MATERIAL Y METODOS

Se han tomado muestras de macrófitos en un total de 59 estaciones de muestreo localizadas en distintos tipos de cuerpos de agua en la Cuenca del Segura (ríos permanentes, temporales, fuentes, embalses, canales, etc). El periodo de muestreo abarca desde el año 1998 hasta 2004. Cada estación fue visitada, al menos una vez y, la mayoría entre 4 y 6 veces. En la Tabla 2, se presentan los datos para su localización geográfica, algunos parámetros físico-químicos medidos y los valores de varios índices de calidad biológica calculados (índice de macroinvertebrados, IBMWP, Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1988; Alba-Tercedor *et al.*, 2002; índice de calidad de la ribera, QBR, Munné *et al.* 2003 e IM).

En cada una de las estaciones de muestreo se tomaron datos sobre distintas variables físico-químicas. La salinidad y la conductividad se midieron *in situ* utilizando un conductivímetro YSI-33. Para las medidas de los nutrientes se recogieron muestras de agua, por triplicado, que una vez filtradas, se guardaron a 5 °C para posteriormente analizar las concentraciones de nitratos, nitritos, amonio y fósforo reactivo soluble según A.P.H.A., (1985); Golterman, *et al.*, (1978) y Wetzel & Likens (1991).

Para establecer las relaciones entre el IM y las variables físico-químicas medidas y los índices aplicados (IBMWP y QBR) se utilizó el índice de correlación de Spearman tras constatar que algunas variables no cumplían el requisito de normalidad. Con el fin de comprobar si existían diferencias entre los valores medios del IBMWP de los grupos de estaciones incluidos en las distintas clases de calidad del IM, se utilizó un análisis de la varianza (ANOVA) y el test de Holm-Sidak, de comparación par a par, tras comprobar la normalidad de las variables mediante el test de Kolmogorov-Smirnov. La

homogeneidad de las varianzas se comprobó mediante el Levene Median Test.

Descripción del Índice de Macrófitos (IM)

Formalmente el término macrófito incluye a fanerógamas, briófitos, pteridófitos y algas macroscópicas, como los Carófitos (Wetzel, 2001), aunque para el objeto de este trabajo se han considerado igualmente algunas algas que forman agregados visibles a simple vista. Para la recogida de este material en el campo no se requiere un nivel importante de entrenamiento, únicamente saber distinguir las formaciones de los organismos que constituyen las diferentes comunidades (plocon, pecton, perifiton, etc.).

Para calcular el IM en el campo es necesario seguir un protocolo que se presenta detallado en el Apéndice 1. No obstante, hay varios puntos básicos a destacar. En primer lugar, se trata de seleccionar un tramo de 100 m que incluya la mayor variedad de hábitats posibles (pozas, rápidos, remansos, etc.). La mejor época del año para llevar a cabo el muestreo es primavera-verano donde se detecta la mayor diversidad y crecimiento de los macrófitos.

La recogida y posterior almacenaje del material, requiere diferente metodología según se trate de pecton, plocon, etc (ver anexo 1). Para aplicar el índice, se consideran principalmente a los hidrófitos en el sentido de Font Quer (1985), evitando a los helófitos aunque, alguno de ellos en su fase juvenil más subacuáticas han sido incluidos en el índice (como es el caso de los berros: *Nasturtium*, *Apium*, etc).

Para el cálculo del índice no es necesaria la identificación específica de cada taxon, entre otras razones porque limitaría su objetivo de facilidad de aplicación. El nivel taxonómico requerido es diferente según el grupo considerado y siempre se ha optado por el mayor posible que conservara un valor indicador (familia, orden, género, e incluso categorías sin valor taxonómico como perifiton). Se asume sin embargo, que dentro de cada grupo taxonómico existen especies que no se corresponden con el valor indicador asignado.

El IM es un índice aditivo que tiene en cuenta el valor indicador de los táxones, grupos o formaciones consideradas, la diversidad funcional-morfológica de los macrófitos, en el sentido de ocupación y organización del espacio fluvial, y su abundancia, por lo que hay que recoger información semicuantitativa de la cobertura de cada uno de los grupos. En concreto se han establecido tres porcentajes de cobertura: < 5 %; 5-50 %; y > 50 %.

El valor indicador de cada taxon o grupo se ha establecido de acuerdo a los valores físico-químicos obtenidos en los muestreos realizados en los ecosistemas acuáticos de la Cuenca del Segura y datos de otros estudios generales y específicos sobre los distintos táxones y grupos (Aboal, 1985; 1986; 1988 a y b; 1989 a, b y c; 1991; Cambra & Aboal, 1992; Cirujano & Medina, 2002; Moreno *et al.*, 2001). Igualmente se han utilizado datos autoecológicos bibliográficos (p.e. Verhoeven, 1979; Brock, 1981; 1982; Van Vierssen, 1982; Brock & Casanova, 1991; Schneider & Melzer, 2003). El valor indicador asignado es, por tanto, una ponderación de toda la información recogida.

El índice se presenta en forma de tabla para facilitar su cálculo (ver Apéndice 2), en la que se presentan los valores que adquiere cada grupo o taxon en función de la cobertura que ocupa en la estación de muestreo (100 m).

El cálculo final se obtiene sumando las puntuaciones parciales de cada grupo. Si en la estación de muestreo aparecen dos o más táxones incluidos en la misma entrada (línea) hay que considerar que sólo puntúa una vez. La cobertura, sin embargo, será la total ocupada por todos los táxones incluidos en la línea.

Una primera propuesta del IM fue presentada en el X Congreso de la Asociación Española de Limnología (Moreno *et al.*, 2000) celebrado en Valencia.

Clases de calidad del IM

Para el IM se han establecido 5 clases de calidad (Tabla 1) que se corresponderían con las cinco recomendadas por la Directiva Marco del Agua (Comisión Europea, 2000). Las clases de cali-

Tabla 1. Clases de calidad definidas para el índice de macrófitos (IM). *Quality classes according to the index of macrophytes (IM).*

Clases de Calidad	Nivel de calidad	Valor del IM	Color
I	Muy buena	>30	Azul
II	Buena	21-30	Verde
III	Aceptable	13-20	Amarillo
IV	Mala	5-12	Naranja
V	Muy mala	<5	Rojo

dad se han definido para la Cuenca del Segura y según la experiencia de los investigadores en el campo y tras la observación de los cambios de la vegetación acuática con los de la calidad del agua. Así, estas clases están sujetas a revisiones futuras, y aún más si se pretende utilizar en otras regiones geográficas.

El área de estudio

El estudio se ha llevado a cabo en la Cuenca del Segura situada en el sureste peninsular que abarca un superficie de 14 431 km², de relieve irregular y clima marcadamente mediterráneo-semiárido (precipitación media anual en torno a 300 mm/año) (Vidal-Abarca *et al.*, 1987). La cuenca se asienta sobre materiales fundamentalmente detríticos, de naturaleza caliza y margo-arcillosa, fácilmente erosionables.

La red fluvial es muy compleja e incluye cauces con diferente grado de permanencia del flujo de agua (Vidal-Abarca *et al.*, 2004) que, en términos generales sigue un modelo típicamente mediterráneo, aunque el exhaustivo control del agua por parte de los embalses para

abastecer el regadío, ha provocado la “inversión” anual de los caudales. Esta demanda ha alterado la práctica totalidad de los cauces por la construcción de embalses, lo que unido a la entrada del agua externa al sistema, a través del Trasvase Tajo-Segura complica el panorama ambiental de la Cuenca del Segura.

RESULTADOS

La aplicación del IM a los ríos de la Cuenca del Segura dio como resultado que el 43 % de las estaciones se encontraban con una calidad I y II (muy buena = 22.4 % o buena = 20.7 %), mientras que en el 15.5 % la calidad era muy mala (clase V). El valor máximo para el índice (41) se obtuvo en el Arroyo de Yeste (estación 541 en Tabla 2), un cauce de primer orden situado a 798 m de altitud en el noroeste de la cuenca. El valor mínimo para el índice se obtuvo en los Chorros del Río Mundo (estación 144 en Tabla 2), un cauce temporal de alta calidad físico-química (Vidal-Abarca *et al.*, 1991) y biológica (QBR = 100; IBMWP = 162).

Table 2. Nombre, localización geográfica, parámetros físico-químicos y valores de los índices biológicos medidos en las estaciones de muestreo de la Cuenca del Segura. *Name, geographical location, physico-chemical parameters, and values of the biological indexes measured at the sampling sites of the Segura Basin.*

Código	Localidad	Altitud (m)	X UTM	Y UTM	Hidrología	tipología	IM	IBMWP	QBR	Conductividad 25 °C (µS/cm)	fosfatos (µg/l)	nitratos (µg/l)	nitritos (µg/l)	amonio (µg/l)
1	R. Segura Nacimiento.	1400	526325	4216300	Permanente	arroyo	18	93	40	306	18.2	454	0.3	0.0
3	R. Segura después R. Madera	1020	534650	4224485	Permanente	río	36	254	95	337	11.9	496	1.4	0.0
11	R. Segura La Graya	620	553425	4239230	Permanente	río	24	117	95	400	3.9	386	2.3	0.0
17	Río Segura. Gallego	456	586573	4252058	Permanente	río	18	207	100	398	21.0	365	8	64.0
37	R ^a Judío	150	636868	4238094	Permanente	rambla	10	16	75	8618	707.6	766	54.2	579.4
109	R. Madera Venta Pescador	1160	534000	4232625	Permanente	río	8	113	95	443	5.8	40	0.8	0.0
113	R. Madera desembocadura	1020	534576	4225334	Permanente	río	24	245	75	384	1.8	135	1.7	1.4
120	R. Zumeta Santiago Espada	1140	538650	4215200	Permanente	río	24	184	55	517	6.3	872	0.2	0.0

Table 2. Continuación. *Continuation.*

Código	Localidad	Altitud (m)	X UTM	Y UTM	Hidrología	tipología	IM	IBMWP	QBR	Conductividad 25 °C (µS/cm)	fosfatos (µg/l)	nitratos (µg/l)	nitritos (µg/l)	amonio (µg/l)
128	R. Tus Baños	800	550511	4247240	Permanente	río	39	119	85	285	14.2	192	0.3	0.0
132	R. Taibilla La Tercia	950	555850	4221910	Permanente	río	32	237	50	986	156.8	0	1.9	0.0
143	Ayo. de la Vega	1200	543500	4263000	Permanente	arroyo	40	141	45	702	19.5	138	1.0	0.0
144	R. Mundo Chorros	1040	549200	4256500	Temporal	arroyo	0	162	100	280	37.8	574	0.6	0.0
152	R. Mundo Alejos-Alfera	806	565237	4263048	Permanente	río	18	152	100	497	51.6	338	0.4	0.0
158	R. Viñazos. Nacimiento.	1050	562816	4275200	Permanente	arroyo	28	118	75	784	4.4	7	1.3	0.0
164	Ayo. Madera Paterna	940	561600	4272800	Permanente	arroyo	14	137	85	798	41.3	451	1.1	0.0
172	R. Mundo Ayna	650	581250	4267250	Permanente	río	30	155	55	663	14.4	394	0.7	8.1
180	R. Mundo Agramón	350	618500	4251500	Permanente	río	4	82	90	936	8.6	1122	1.2	23.2
188	R. Benamor. Nacimiento	1200	573435	4230884	Permanente	canal	14	111	0	71	9.9	4743	0.0	3.5
191	Ayo. Salinas Zacatín	1150	576861	4227863	Permanente	arroyo	18	110	40	106	5.1	54	30.9	19.2
193	R. Benamor Somogil	680	587772	4229741	Permanente	río	20	146	80	1620	0.0	1084	0.9	12.1
194	Rio Alhárabe	810	588816	4229482	Permanente	arroyo	34	168	50	513	16.0	438	2.0	44
204	R. Argos Archivel	860	592979	4214692	Permanente	río	18	89	85	1710	1.0	4675	0.4	7.3
205	Fte. Marqués	630	598654	4219315	Permanente	arroyo	28	37	5	174	0.0	1994	1.2	0.0
215	R. Argos La Florida	260	615206	4233170	Permanente	río	4	24	25	4860	1067.1	1794	323.9	6565.9
221	R. Quipar Encarnación	710	597882	4210743	Permanente	rambla	22	151	85	3300	263.0	5906	86.7	73.4
237	Rª Tinajón	100	649757	4221350	Permanente	rambla	6	33	40	14672	359.8	3093	6.2	31.2
244	R. Mula Ucenda	400	616270	4209538	Permanente	río	16	66	45	2080	0.0	657	2.8	4.3
260	R. Mula Baños	230	637851	4211211	Permanente	río	4	28	10	5200	1231.1	125	27.3	956.9
275	R. Mula Alguazas	75	654021	4212788	Permanente	río	4	33	10	1590	47.6	957	40.4	61.4
285	Rª Perea Caputa	410	631295	4216460	Permanente	rambla	38	138	25	3300	0.0	7610	32.6	0.0
306	R. Pliego la Plata	200	631900	4209100	Temporal	río	6	98	80	2013	13.0	666	0.7	2.3
309	R. Luchena antes R. Turrilla	540	595685	4182755	Permanente	río	40	98	65	2950	1.6	457	3.4	292.5
310	R. Turrilla Nacimiento.	750	595685	4182755	Permanente	río	20	104	70	5335	2.3	7770	26.7	23.3
315	R. Corneros Fuensanta	650	596431	4174967	Permanente	río	26	139	70	1564	2.9	4749	9.1	21.9
317	Rª Torrealvilla	350	614847	4178032	Temporal	rambla	16	70	55	16830	2.6	485	7.0	17.3
318	Rª del Estrecho	476	610372	4180915	Temporal	rambla	15	83	90	3770	78.0	130	2.0	13.0
331	Rª Puerto Cadena	350	661805	4197472	Permanente	arroyo	22	86	65	2438	5.7	7346	0.6	84.4
343	Rª Salada	140	666110	4221496	Permanente	rambla	18	51	15	93120	7.8	2299	264.8	137.1
381	Rª Moro Embalse	230	642962	4233114	Permanente	embalse	22	62	25	18360	6.7	2646	23.3	0.0
437	Rª Albujón	0	688267	4177169	Permanente	rambla	4	33	10	12800	1398.8	3634	278.3	1939.9
476	Rª Pastrana (Morata)	320	633500	4161500	Permanente	rambla	32	95	10	4576	1.4	20164	60.4	26.5
477	Rª Majada	60	646000	4163500	Permanente	rambla	32	109	65	10290	13.4	11082	174.6	27.0
478	Rª Reventón	100	644400	4167500	Permanente	rambla	30	80	40	22440	2.3	18285	61.5	22.8
481	Río Amir	340	628700	4157200	Permanente	rambla	28	94	55	2376	2.0	1592	1.0	9.6
528	Rª Miranda	0	688220	4174422	Permanente	canal	10	54	10	10670	2254.3	270.3	218.3	3596.7
529	Rª Garruchal	100	670100	4202300	Temporal	rambla	6	54	40	17952	7.1	17559	6.4	5.3
535	R. Argos. Las Oicas	780	590847	4214597	Permanente	río	24	158	70	1098	1.6	5752	5.3	22.0
536	R. Chicamo. Nacimiento	340	674900	4236700	Permanente	arroyo	16	80	85	2782	2.6	13136	8.3	16.8
537	Rio Chicamo. La Umbria	290	674959	4235338	Permanente	río	35	84	75	3020	5.0	3580	10.0	40.0
538	Rio Chicamo. Mahoya	166	670486	4231879	Temporal	rambla	18	89	40	17210	21.0	1550	11.0	37.0
539	Arroyo Blanco	1060	568637	4224720	Permanente	arroyo	10	181	90	640	12.0	488	0.0	160.0
540	Arroyo Tercero	1020	568855	4226227	Temporal	arroyo	17	139	90	1035	12.0	3720	6.0	66.0
541	Arroyo de Yeste	798	557435	4254064	Permanente	arroyo	41	210	85	507	75.0	478	3.0	33.0
542	Arroyo Yeste II	798	557435	4254064	Permanente	arroyo	24	160	65	1137	50.0	142	7.0	28.0
543	Rio Turrilla	501	598139	4181575	Permanente	río	9	136	55	8140	24.0	2570	7.0	21.0
544	Rambla de los Serranos	140	669676	4201130	Temporal	rambla	4	37	50	11210	17.0	590	8.0	30.0
546	Rambla del Cárcabo	350	630083	4230207	Temporal	rambla	3	63	50	14350	31.0	780	24.0	136.0
547	Arroyo de la Peña Palomera	804	548380	4239980	Permanente	arroyo	31	255	100	335	13.0	592	5.0	31.0
548	Rio Segura. Cañaverosa	275	612545	4235652	Permanente	río	4	108	100	703	59.0	817	31.0	151.0

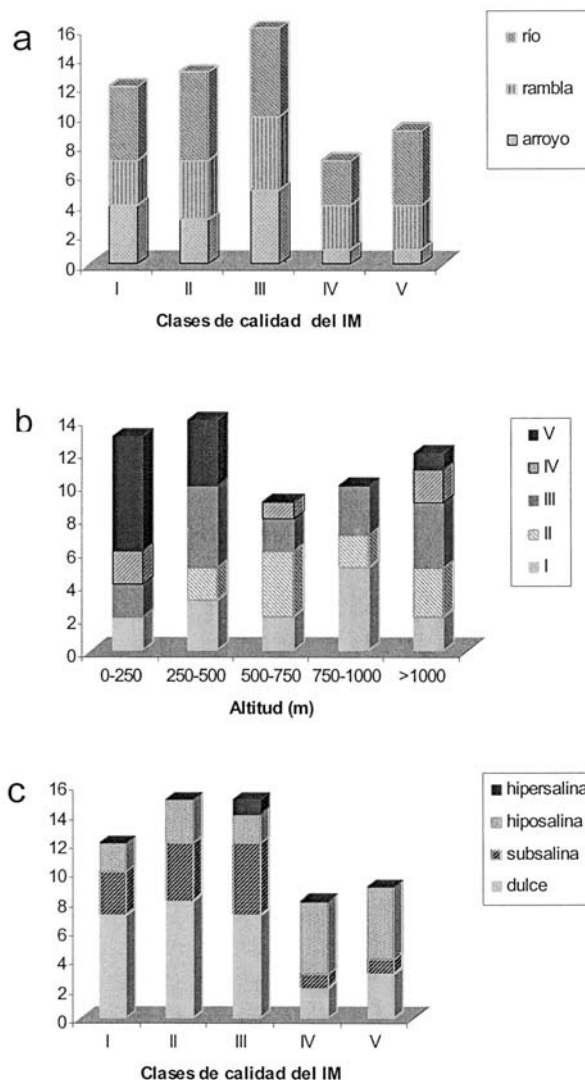


Figura 1. Distribución de las clases de calidad del IM según la tipología de las estaciones de muestreo (a), los rangos de altitud (b) y la salinidad (c). *Quality classes distribution of the IM index in relation to the typology of sampling sites (a), altitude (b) and salinity (c).*

El índice parece independiente del tipo de cuerpo de agua al que se aplica río, rambla, arroyo, etc. (Tabla 2), de hecho es posible encontrar la máxima calidad para el IM en casi todos ellos (Fig. 1a), al igual que ocurre con la altitud (Fig. 1b), aunque hay una tendencia a que los valores más altos se obtengan a altitudes medias, siendo en los tramos más bajos donde se dan los valores más bajos del índice. De hecho existe una correlación signi-

ficativa entre el IM y la altitud ($r = 0.307$, $p < 0.01$) (Fig. 2a).

En cuanto a su relación con la concentración de nutrientes y procesos de descomposición de la materia orgánica, el IM en la Cuenca del Segura, presenta correlaciones negativas y significativas con la concentración de amonio ($r = -0.289$; $p < 0.05$) y de fosfatos ($r = -0.406$; $p < 0.01$) pero no con la de nitratos ($r = -0.027$) ni con los nitritos ($r = -0.135$) (Fig. 2 e, f, g, y h).

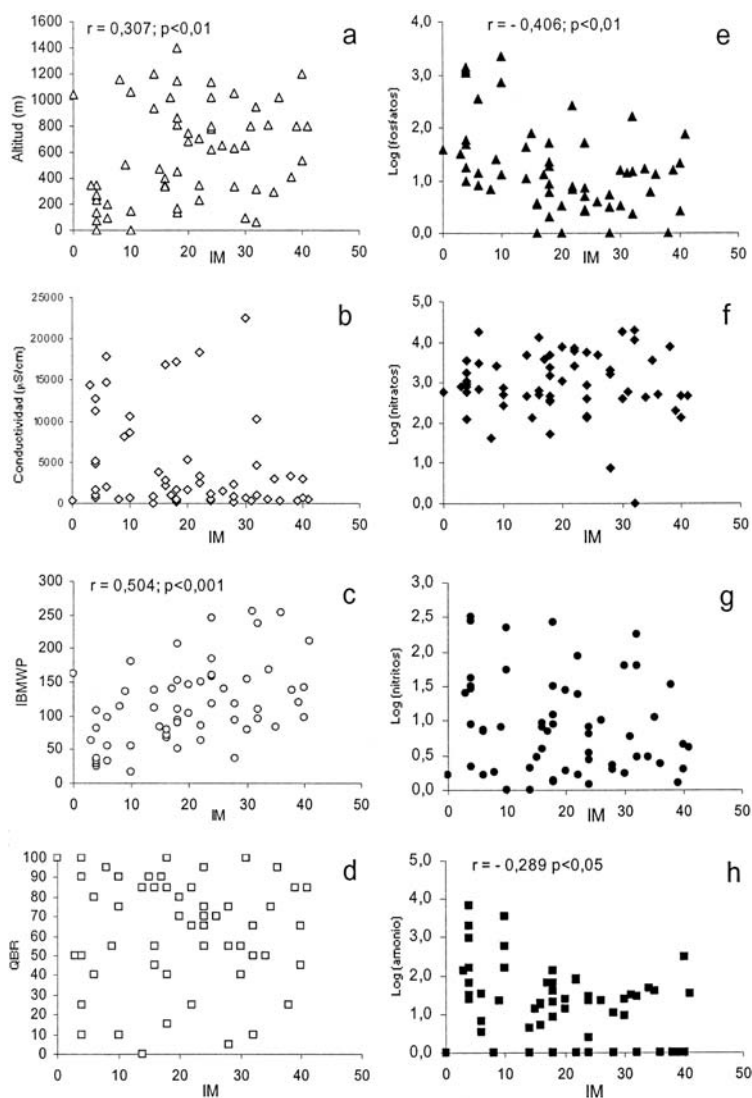


Figura 2. Relación entre el IM y distintos parámetros físicos, químicos e índices biológicos (de macroinvertebrados, IBMWP y de calidad de riberas, QBR). *Relationship between the IM, and different physical and chemical parameters and biological indexes, (from macroinvertebrates, IBMWP, and quality of riparian zones, QBR).*

En relación con los índices de calidad, el IM presenta una correlación positiva y significativa con el índice de macroinvertebrados IBMWP ($r = 0.504$, $p < 0.001$) (Fig. 2c). Existen diferencias significativas (ANOVA, $p \leq 0.001$) en los valores medios del IBMWP obtenidos para las estaciones incluidas en cada una de las clases del IM (Fig. 3). El test de Holm-Sidak, de comparación par a par, detectó diferencias entre los grupos I y V (mayor y menor calidad,

respectivamente) con la mayoría de los demás, pero no entre los grupos intermedios (Tabla 3). No ocurre igual con el índice de riberas, QBR (Fig. 2d) que no presenta una correlación significativa con el IM ($r = 0.044$).

En relación con la salinidad del agua y teniendo en cuenta la clasificación propuesta por Montes & Martino (1987), en la Cuenca del Segura podemos encontrar la totalidad de tipologías (desde aguas dulces con valores de salini-

Tabla 3. Significación del test de comparación par a par, por el método Holm-Sidak, de las medias del IBMWP obtenidas para clase de calidad del IM. *Significance of the pairwise comparison procedure test (Holm-Sidak method) of the means of IBMWP obtained from each water quality of IM.*

Comparación	Significación
I-II	no
I-III	no
I-IV	sí
I-V	sí
II-III	no
II-IV	no
II-V	sí
III-IV	no
III-V	sí
IV-V	no

dad $< 0.5 \text{ g/l} \sim 1\,500 \text{ }\mu\text{S/cm}$, hasta hipersalinas con valores $>40 \text{ g/l} \sim >70\,000 \text{ }\mu\text{S/cm}$ que pueden ser clasificadas con el IM (Fig. 1c). En todos los tipos definidos por la salinidad, es posible encontrar todas las clases de calidad para el IM. Cuando se incluyen el total de estaciones muestreadas en la Cuenca del Segura la conductividad no presenta una correlación significativa con el IM ($r = -0.250$) (Fig. 2b).

DISCUSION

Aunque el IM propuesto presenta como principal ventaja su facilidad de aplicación, tiene limitaciones importantes que hay que resaltar. La contaminación orgánica es uno de los factores de impacto para el desarrollo de los macrófitos (p.e. Adams & Sand-Jensen, 1991). Las correlaciones encontradas en la Cuenca del Segura, entre el valor del IM y las concentraciones de amonio y de fosfatos en el agua, indicarían el valor del índice para detectar problemas de contaminación orgánica. No ocurre igual con la concentración de nitratos, cuyo origen, en los sistemas acuáticos de la Cuenca del Segura, puede estar mediado por las margas de origen sedimentario que aportan importantes cantidades de nitratos al agua (Vidal-Abarca *et al.*, 2004) y que se encuentran ampliamente distribuidas en la Cuenca del Segura (Gómez *et al.*, in press).

La relación que existe entre el IM y el IBMWP parece indicar que ambos responden de manera similar ante los cambios de la calidad del agua (Fig. 3), aunque harían falta más datos para confirmarla definitivamente, dado que para algunas clases de calidad del IM, el número de estaciones sobre las que se ha calculado la media, es inferior a 10 (Clase IV, $n=8$; Clase V, $n=7$).

Una de las peculiaridades del índice es su escasa relación con la vegetación ribereña. En general, los valores bajos del índice se dan en los tramos más contaminados, pero también en estaciones de muestreo donde el bosque de galería, por su densidad, puede limitar la entrada de la luz. El valor mínimo posible del IM (0) detectado en los Chorros del Río Mundo (estación 144), se debe a la existencia de un extraordinario dosel vegetal ripario que limita enormemente la entrada de luz al cauce. Además, se trata de un cauce

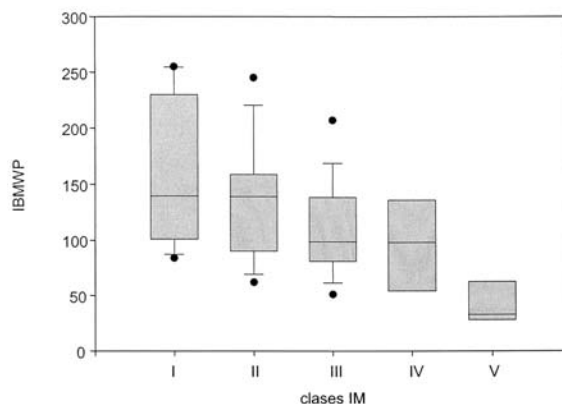


Figura 3. Diagrama de cajas mostrando la distribución de los valores del índice de macroinvertebrados IBMWP obtenidos para las estaciones de muestreo de los ríos de la Cuenca del Segura incluidos en las clases de calidad del índice de macrófitos (IM). La barra central representa la mediana, el límite superior de la caja el cuartil de 75 % y el inferior el de 25 %, los límites de las barras indican el valor máximo y mínimo respectivamente, una vez extraídos los valores extremos máximo y mínimo que se representan por puntos gruesos. *Box plot showing the distribution of the values of the macroinvertebrate index IBMWP, obtained from the sampling sites of the rivers in the Segura River Basin included in the quality classes of the index of macrophytes IM. Central bar of the box is the median, upper and lower limits of the box represent the 75 % and 25 % quartiles respectively. The limits of the bars indicate maximum and minimum extreme values, once the extreme maximum and minimum values had been subtracted, which are represented by the solid symbols.*

temporal, que lógicamente condiciona el desarrollo de los macrófitos (Moreno *et al.*, 2001). Otro caso es el de la estación 548 (Río Segura en Cañaverosa; IM = 4; QBR = 100), donde se localiza el último reducto de bosque de ribera bien conservado que existe hoy día en el tramo medio del Río Segura. Esta estación se encuentra sometida, además a los impactos derivados de la regulación de caudales por los embalses de cabecera (principalmente por el Embalse del Cenajo) que provoca cambios muy bruscos en el caudal, llegando en ocasiones a quedar el cauce completamente seco. Así, el índice se muestra sensible a los efectos de la regulación de caudales y a la canalización y uniformización morfológica de los cauces (p.e. ver estación 17, un tramo canalizado con hormigón, situada en el Río Segura tras el embalse del Cenajo o la estación 180, en el Río Mundo tras el embalse del Talave cuyas márgenes están reforzadas para tolerar los caudales del Trasvase Tajo-Segura; Tabla 2).

El índice QBR no guarda una relación significativa con el IM, lo cuál puede ser debido a que existen incompatibilidades (por ejemplo por la luz) entre las comunidades vegetales estrictamente acuáticas y las de ribera. Así, no resulta sorprendente que para clases de calidad del IM bajas (IV y V) podamos encontrar valores del QBR que indican hábitats riparios en condiciones naturales (≥ 95) (Munné *et al.*, 2003). Además, el índice QBR no está diseñado para detectar contaminación orgánica en el agua, mientras que tanto el IM como el IBMWP sí, lo cual lleva a que estos dos últimos mantenga una correlación significativa.

La salinidad es otro de los condicionantes para la diversificación y desarrollo de las comunidades de macrófitos (p.e. Montes & Martino, 1987; Moreno *et al.*, 2001). En general, se admite que los valores altos de salinidad en el agua (superiores a 4 g/l) disminuyen la diversidad de algas y sobre todo de macrófitos, facilitando el crecimiento de las comunidades perifíticas (p.e. Brock & Casanova, 1991; Hart *et al.*, 1991). El IM parece responder bien a las distintas calidades del agua definidas por la salinidad, incluso en aquellas donde se incluyen estaciones cuyos valores

de conductividad superan los 9000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabla 2, estación nº 343). No obstante, haría falta un ajuste con mayor número de muestras en ríos de salinidad natural elevada.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado mediante la financiación de los proyectos PLP/10/FS/97 de la Fundación Séneca de la CARM y del Plan Nacional de I+D+I (2001-2004). Programa Nacional de Recursos Naturales. Ref.: REN2000-3438-CO7-04 /HID. Las opiniones e indicaciones de dos expertos nos ayudaron a puntualizar distintos aspectos del trabajo. Nuestro agradecimiento a Jose Luís Moreno por sus esfuerzos en la recolección del material y opiniones sobre el índice.

BIBLIOGRAFÍA

- ABOAL, M., 1985. Aportación al conocimiento de las algas del S.E. de España I. *Caraceae*. *Anales Biología 6 (Biología Vegetal)*, 1: 7-17.
- ABOAL, M., 1986. Flora algal de la Rambla del Tinajón (Río Segura), Murcia, S.E. de España. *Limnetica*, 2:103-108.
- ABOAL, M., 1988a. Diatomées des cours d'eau saumâtres temporaires ou permanents du SE de L'Espagne. *Mémoires de la Société Royale Botanique de Belgique*, 10: 48-54.
- ABOAL, M., 1988b. Zygnemataceae (Conjugales, Chlorophyceae) of the river Segura basin, southeastern Spain. *Nova Hedwigia*, 47: 389-402.
- ABOAL, M., 1989a. Epilithic algal communities from River Segura Basin, Southeastern Spain. *Arch. Hydrobiol.*, 116: 113-124.
- ABOAL, M., 1989b. Aportación al conocimiento de las algas epicontinentales del SE de España. V.- Xantoficeas (*Xanthophyceae* P. Allorge et Fritsch, 1935). *Boletim da Sociedade Broteriana*, 62: 239-248.
- ABOAL, M., 1989c. Aportaciones al conocimiento de las algas del SE de España. IV. Las diatomeas (Bacillariophyceae). *Acta Botánica Malacitana*, 14: 13-40.
- ABOAL, M., 1991. New records of Zygnemataceae (*Zygnemales*, *Chlorophyceae*) from southeastern Spain. *Nova Hedwigia*, 52 (3-4):365-373.

- ADAMS, M. S. & K. SAND-JENSEN (eds). 1991. Ecology of submerged aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 41 (special edition): 261.
- A.P.H.A. 1985. *Standard methods for the examination of water and waste water*. 16th ed. 769 págs. Washington.
- ALBA-TERCEDOR J. & A. SÁNCHEZ-ORTEGA. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- ALBA-TERCEDOR J., P. JÁIMEZ-CUÉLLAR, M. ÁLVAREZ, J. AVILÉS, N. BONADA, J. CASAS, A. MELLADO, M. ORTEGA, I. PARDO, N. PRAT, M. RIERADEVALL, C. ROBLES, C. E. SÁINZ-CANTERO, M. SÁNCHEZ-ORTEGA, M. L. SUÁREZ, M. TORO, M. R. VIDAL-ABARCA y S. VIVAS, S. 2002. Caracterización de cuencas mediterráneas españolas en base al índice español SBMWP como paso previo al establecimiento del estado ecológico de sus cursos de agua. *Libro de Resúmenes del XI Congreso de la Asociación Española de Limnología y III Congreso Ibérico de Limnología Asociación Española de Limnología*. 17-21 de Junio de 2002. Madrid.
- AMOROS, C., G. BORNETTE & C. P. HENRY. 2000. A vegetation-based method for ecological diagnosis of riverine wetlands. *Environm. Manag.*, 25: 211-227.
- ARMITAGE P. D., D. MOSS, J. F. WRIGHT & M. T. FURSE. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.
- BROCK, M. A. 1981. The ecology of halophytes in the south-east of Australia. *Hydrobiologia*, 81: 23-32.
- BROCK, M. A. 1982. Biology of the salinity tolerant genus *Ruppia* L. in saline lakes in south-east of Australia. II. Population ecology and reproductive biology. *Aquatic Botany*, 13: 249-268.
- BROCK, M. A. & M. T. CASANOVA. 1991. Plant survival in temporary waters: a comparison of charophytes and angiosperms. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24: 2668-2672.
- CAMBRA, J. & M. ABOAL. 1992. Filamentous green algae of Spain: distribution and ecology. *Limnetica*, 8: 213-220.
- CIRUJANO, S. & L. MEDINA. 2002. *Plantas acuáticas de las lagunas y humedales de Castilla-La Mancha*. Real Jardín Botánico & Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Madrid. 340 pp.
- COMISIÓN EUROPEA. 2000. *Directiva 2000/60/EC* de 23 de octubre de 2000 por el que se establece un marco para la acción comunitaria en materia de aguas. *Diario Oficial de las Comunidades Europeas L 327 de 22 del 12 de 2000*. 72 pp.
- FONT QUER, P. 1985. *Diccionario de Botánica*. Anagrama. Barcelona.
- GOLTERMAN, H. L., R. S. CLYMO; M. A. M. OHNSTAD. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. IPB Handbook n° 8. Blackwell Sc. Publ. Oxford. 213 pp.
- GOMEZ, R., I. HURTADO, M. L. SUÁREZ, M. R. & VIDAL-ABARCA (2005). Ramblas in Southeast Spain: threatened and valuable ecosystems. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 15:387-405
- GOULDER, R., 2000. Aquatic macrophytes and conservation in the drains of the Hull Valley. *Naturalist*, 125: 17-28.
- HART, B. T., P. BAILEY, R. EDWARDS, K. HORTLE, K. JAMES, A. MACMAHON, C. MEREDITH, K. SWADLING. 1991. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia*, 210: 105-144.
- HAURY, J., M. C. PELTRE, S. MULLER, M. TRÉMOLIÈRES, J. BARBE, A. DUTARTRE & M. GUERLESQUIN. 1996. Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions. *Ecologie*, 27: 233-244.
- HOLMES, N. T. H. 1996. *The use of riverine macrophytes for the assessment of tropic status: review of 1994-95 data and refinements for future use*. A report to the national Rivers Authority. Anglian Region: National Rivers Authority, UK.
- HOLMES, N. T. H., P. J. BOON & T. A. ROWELL. 1998. A revised classification system for British rivers based on their aquatic plant communities. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 8: 555-578.
- HOLMES, N. T. H., J. R. NEWMAN, S. CHADD, K. J. ROUEN, L. SAINT & F. H. DAWSON. 1999. *Mean Trophic Rank: a users manual*. Environmental Agency R&D. Technical Report E38.
- JARVIE, H. P., E. LYCETT, C. NEAL & A. LOVE. 2002. Patterns in nutrient concentrations and biological quality indices across the upper Thames river basin, UK. *The Science of the Total Environment*, 282-283: 263-294.

- KELLY, M. G.; A. CAZAUBON, E. CORING, A. DELL' UOMO, L. ECTOR, B. GOLDSMITH, H. GUASCH, J. HUERLIMANN, A. JARLMAN, B. KAWECKA, J. KWANDRANA, R. LAUGASTE, E. A. LINDSTROM, M. LEITAO, P. MARVAN, J. PADISAK, E. PIPP, J. PRYGIEL, E. ROTT, S. SABATER, H. VAN DAM & J. VIZINET. 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *J. App. Phycology*, 10: 215-224.
- KUTKA F. J. & C. RICHARDS. 1996. Relating diatom assemblage structure to stream habitat quality. *J. N. Am. Benth. Soc.*, 15: 469-480.
- LAFONT, M., 2001. A conceptual approach to the biomonitoring of freshwater: The ecological ambience system. In: *Scientific and legal aspects of biological monitoring in freshwater*. Ravena, O. (ed.) *J. Limnol.*, 60 (suppl.1): 17-24.
- LINTON, S. & R. GOULDER. 2000. Botanical conservation value related to origin and management of ponds. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 10: 77-91.
- MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Omega. 1010 pp.
- METCALFE, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60: 101-139.
- MONTES, C. & P. MARTINO. 1987. Las lagunas salinas españolas. In: *Bases científicas para la protección de los humedales en España*. Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales: 95-145. Madrid.
- MORENO, J. L., A. MELLADO, M. R. VIDAL-ABARCA, M. L. SUÁREZ. 2000. Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del Río Segura mediante índices bióticos: Propuesta de un índice de macrófitos (IM). *X Congreso de la Asociación Española de Limnología y II Congreso Ibérico de Limnología*. 12-16 de Junio de 2000. Valencia.
- MORENO, J. L., M. ABOAL, M. R. VIDAL-ABARCA, M. L. SUÁREZ. 2001. Macroalgae and submerged macrophytes from fresh and saline waterbodies of ephemeral streams ("ramblas") in semiarid south-eastern Spain. *Mar. Freshwater Res.*, 52, 891-905.
- MUNNÉ A., N. PRAT, C. SOLÁ, N. BONADA & M. RIERADEVALL. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshw. Ecosyst.*, 13: 147-163.
- NICHOLS, S.; S. WEBER & B. SHAW. 2000. A proposed aquatic plant community biotic index for Wisconsin Lakes. *Environm. Manag.*, 26: 491-502.
- PAN Y., R. J. STEVENSON, B. H. HILL, A. T. HERLIHY & G. B. COLLINS. 1996. Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: a regional assessment. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 15: 481-495.
- ROSENBERG, D. M. & V. H. RESH. (eds.). 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. New York London. Chapman and Hall. 488 pp.
- SCHNEIDER, S. & A. MELZER. 2003. The trophic index of macrophytes (TIM)- a new tool for indicating the trophic state of running waters. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 88: 49-67.
- VAN VIERSEN, W. 1982. The ecology of communities dominated by *Zannichellia* taxa in western Europe. II. Distribution, synecology and productivity aspects in relation to environmental factors. *Aquatic Botany*, 13: 385-483.
- VERHOEVEN, J. T. A. 1979. The ecology of *Ruppia* dominated communities in western Europe. I. Distribution of *Ruppia* representatives in relation to their autoecology. *Aquatic Botany*, 6: 197-268.
- VIDAL-ABARCA, M. R., C. MONTES, L. RAMÍREZ-DÍAZ, M. L. SUÁREZ. 1987. El clima de la cuenca del Río Segura (S.E. de España): factores que lo controlan. *Anales de Biología*, 12 (*Biología Ambiental*, 3), 11-28.
- VIDAL-ABARCA, M. R., M. L. SUÁREZ, A. MILLÁN, R. GOMEZ, M. ORTEGA, J. VELASCO, L. RAMÍREZ-DÍAZ & C. MONTES. 1991. Estudio limnológico de la Cuenca del río Mundo. *Jornadas sobre el medio natural albacetense*, 339-357.
- VIDAL-ABARCA, M. R., R. GÓMEZ, M. L. SUÁREZ. 2004. Los ríos de las regiones semiáridas. *Ecosistemas*, 204/1. (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/041/revision4.htm/>).
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology. Lake and rivers ecosystems*. 3rd ed. San Diego: Academic Press. 1006 pp.
- WETZEL, R. G. & G. E. LIKENS. 1991. *Limnological analyses*. Springer Verlag. Berlín. 391 pp.
- WRIGHT, J. F., M. T. FURSE, D. MOSS. 1998. River classification using invertebrates: RIVPACS applications. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 8: 617-631.
- WU, J. T. 1999. A generic index of diatom assemblages as bioindicator of pollution in the Keelung River of Taiwan. *Hidrobiologia*, 397: 79-87.

Apéndice 1. Protocolo para la aplicación del índice de macrófitos (IM). *Protocol for the use of the macrophyte index (IM).*

Pasos a seguir	Observaciones
1 Selección del tramo a muestrear	
Seleccionar un tramo lo suficientemente extenso para que incluya la mayor variedad de hábitats posible (pozas, rápidos, remansos, charcas marginales)	Es recomendable que el tramo posea diversos tipos de sustrato para recolectar la máxima biodiversidad.
2 Selección de la época de muestreo	
Primavera es la mejor época del año para encontrar el mayor número de táxones. La lista de táxones presentes en el tramo puede completarse con visitas en verano e invierno.	En primavera es cuando la mayoría de macrófitos y macroalgas crecen y se reproducen. No obstante, conviene muestrear en varias épocas del año.
3 Muestreo del pecton	
Para extraer las muestras de pecton (talos aplanados, laminares o esféricos) utilizar una navaja. Hay que buscarlas sobre piedras en zonas reófilas; y en las márgenes sobre tallos, troncos y raíces de helófitos.	Las algas incrustantes se pueden recoger y fijar con el sustrato en el que se encuentren.
4 Muestreo del plocon	
Las algas que constituyen el plocon, se pueden recolectar con la mano o con la misma manga de muestreo de invertebrados. Si están fijas al sustrato utilizar una navaja.	Las plantas enraizadas y carófitos de zonas más profundas se pueden extraer utilizando una potera (palo o cuerda con ganchos o anzuelos en el extremo).
5 Identificación y cobertura (campo)	
Anotar la cobertura sobre el lecho del cauce de cada taxon. Un cuentahilos de 12 aumentos puede ayudar en el campo en la identificación. Para la determinación precisa de los especímenes, fijar las muestras necesarias en formol 4% y examinar posteriormente en el laboratorio (lupa y microscopio).	La recolección de material fresco puede ayudar en la observación de caracteres que se degradan con el fijador. Si no se reconoce un táxon en el campo, se recoge y numera (anotando su cobertura en la hoja de campo) para su posterior identificación en el laboratorio.
6 Identificación precisa (laboratorio)	
Bajo el microscopio, utilizar lugol para detectar presencia de almidón, azul de metileno para visualizar estructuras parietales y carmín acético para teñir núcleos.	Las algas incrustadas de carbonatos deben ser previamente tratadas con ácido acético o clorhídrico diluidos para eliminar incrustaciones.
7 Cálculo del Índice	
Para el cálculo del índice, sumar las puntuaciones parciales dentro de cada grupo y obtener la puntuación global de los grupos presentes. Si en el tramo aparecen más de dos táxones incluidos en la misma entrada (línea), puntuarán como uno.	En caso de aparecer más de un táxon por línea, la cobertura será la total ocupada por todos ellos.

Apéndice 2. Índice de macrófitos (IM). *Index of macrophytes (IM)*

ESTACIÓN:		Nº / Código:		
FECHA:		MUESTREADOR:		

Táxones / Grupos Funcionales		Cobertura %			Puntuación total
		<5	5-50	>50	
Grupo I	-Musgos, Hepáticas	9	10	8	
	-Rodoficeas: (p.e. <i>Batrachospermum</i>),	9	10	8	
	-Nostoc, Rivulariaceas, Chaetophorales	9	10	8	
Grupo II	- <i>Ranunculus</i> , <i>Myriophyllum</i>	6	7	5	
	- <i>Potamogeton</i> (excepto <i>P. pectinatus</i>)	6	7	5	
	- <i>Zannichellia</i>	6	7	5	
	- <i>Ruppia</i>	6	7	5	
	-Charales	6	7	5	
	-Cloroficeas filamentosas	6	7	5	
Grupo III	- <i>Nasturtium</i> , <i>Apium</i> , <i>Veronica</i>	3	4	2	
	-Xanthophyceas: (<i>Vaucheria</i>)	3	4	2	
	-Zygnematales	3	4	2	
	-Tapetes continuos de perifiton pardo-amarillento de diatomeas	3	4	2	
	-Cloroficeas incrustantes (Epiliton)	3	4	2	
Grupo IV	-Oscillatoriales	1	2	0	
	- <i>Cladophora</i>	1	2	0	
	- <i>Enteromorpha</i>	1	2	0	
	- <i>Potamogeton pectinatus</i>	1	2	0	
	- <i>Lemna</i>	1	2	0	
		Total Índice:			

